

1. Bevezetés, a pályázat célkitűzése

Az ember sokrétű tevékenységének exponenciális növekedése és a tájhasználat gyökeres megváltozása a természetes környezetet globálisan átalakította és megváltoztatta az egyes vegetációtípusok térbeli arányait és határait. Az antropogén hatások közül az egyik legfontosabb tényező a városok terjeszkedése, az urbanizáció. A városiasodás számos tényezőben változást idéz elő (pl. hőmérséklet emelkedése, légszennyezés növekedése, lebomlási folyamatok megváltozása, talaj tulajdonságainak átalakulása, szén- és nitrogén ciklus megváltozása, természetes élőhelyek átalakítása, feldarabolása, megsemmisítése stb., ld. Rebele 1994, McDonnell et al. 1997, Niemelä 1999). Annak ellenére, hogy az urbanizációt tekintik az ízeltlábúak fajszaarában tapasztalható csökkenés legfontosabb okaként, kevés figyelmet fordítanak annak tanulmányozására, hogy az urbanizáció milyen hatással van az ízeltlábúak mennyiségére és diverzitasára (McIntyre 2000). Mindezt az ízeltlábúak városi környezetben való tanulmányozása rendkívül időszerű és sürgető feladat. Az élőhelyek jellemzőiben bekövetkezett átalakulások és változások legjobban a talajhoz kötődő rovarközösségek tanulmányozásával ragadhatók meg (Samways 1994), így a megvalósult kutatás során az urbanizáció futóbogár (*Coleoptera: Carabidae*) közösségekre gyakorolt hatását vizsgáltuk.

2. A pályázat hipotézisei

A pályázat kutatási alaphipotézise az volt, hogy az élőhelyek természetességének, változatosságának csökkenésére és az antropogén zavarás fokozódására a futóbogarak mind közösségi, mind a közösséget felépítő populációk szintjén, valamint az egyes funkcionális csoportok szintjén is érzékenyen reagálnak. Így, az urbanizáció hatására kialakult természetességi gradiens mentén, a három élőhelyen (városon kívüli, külvárosi, városi) végzett vizsgálat kapcsán a következő hipotéziseket teszteltük: (1) Az erdei élőhelyekre jellemző futóbogarak közösségbeli száma és részesedése növekszik, míg a generalista és nyílt élőhelyekre jellemző futóbogarak közösségbeli száma és részesedése csökken az erőteljesen zavart városi élőhelytől a kevésbé zavart városon kívüli élőhely felé haladva. (2) A közösségi jellemzőkben bekövetkezett változások szoros kapcsolatban állnak az élőhely stabilitásával és zavartalanságát jellemző környezeti változókkal. (3) Az erőteljesen zavart városi élőhelyen a futóbogarak testméret-eloszlása egyenetlenebb, mint a kevésbé zavart városon kívüli élőhelyen és a városi élőhelyen tapasztalható egyenetlenséget leginkább a zavart élőhelyeket gyorsan kolonizáló, kisebb testméretű egyedek okozzák.

3. A kutatás helyszíne és módszerei

3.1. A kutatás helyszíne

Az urbanizáció futóbogarakra gyakorolt hatását a debreceni Nagyerdő idős (80-100 éves) zárt homoki tölgyes állományaiban vizsgáltuk három, egymástól legalább egy kilométer távolságra lévő élőhelyen (enyhén zavart városon kívüli, mérsékelten zavart külvárosi és erősen zavart városi élőhely) 2006-2008 között. Az élőhelyek elkülönítése az épített és a természetes környezet arányán alapult. A városon kívüli élőhelyen a beépítettség mértéke 0 %, a külvárosi élőhelyen 30 %, míg a városi élőhelyen 60 % volt. A városi, sűrűn beépített és zavart élőhelyen a homoki tölgyes állomány természetessége a legkisebb, ugyanis az állomány parkerdő jellege miatt a cserjéket rendszeresen eltávolítják, s ez, valamint az erdőrészt behálózó aszfaltozott sétányok nagyban hozzájárulnak a természetesség

csökkenéséhez. A külvárosi, kevésbé beépített élőhelyen az emberi hatás csak mérsékelt, ugyanis itt már nem törekednek a homoki tölgyes állomány parkerdő jellegére, azonban a kidőlt fákat rendszeresen eltávolítják, csökkentve ezáltal az élőhely természetességét. A városon kívüli, beépítetlen homoki tölgyes állomány a legtermészetesebb, ugyanis itt a természetes folyamatok szabadon érvényesülhetnek, jelen vannak a kidőlt, korhadó fák, valamint a cserjék és újulatok is.

3.2. A mintavétel kivitelezése

A vizsgált három élőhelyen (városon kívüli, külvárosi, városi) négy-négy, egymástól és az erdő szegélyétől legalább 50 méterre elhelyezkedő mintavételi hely került kijelölésre. A pályázat első évének (2006) tavaszán, a mintavételi helyeken 10, random módon elhelyezett, egymástól legalább 10 méterre lévő talajcsapda telepítése történt meg (összesen 120 csapda; 3 élőhely x 4 mintavételi hely x 10 csapda). A talajcsapdák a pályázat mindhárom évében azonos helyen üzemeltek márciustól novemberig. A csapdák két, egymásba helyezett 0.5 literes műanyag poharak voltak, melyeket 1/3-ig töltöttünk fel etilén-glikol és víz 3:1 arányú oldatával, melyhez néhány csepp detergenst (mosogatószer) is adtunk. A tartósítószer hígulásának, illetve az avar, szerves törmelék és egyéb szennyező anyagok csapdába hullásának kiküszöbölésére a csapdákat 20 x 20 centiméteres, szeglábakon álló furnérlemez tetővel láttuk el, úgy, hogy legalább 3 centiméteres rés volt a talaj felszíne és a fedő között. A csapdák ürítését kéthetente valósítottuk meg mindhárom évben. A csapdák ürítése során a csapda anyagát egy Nowotex pelenkabetéten keresztül átszűrtük és egy azonosítószámmal együtt egy másik pelenkabetétbe csomagoltuk. Ezután egy héten belül laboratóriumban kiválogattuk a csapdába került anyagokat és a begyűjtött élőlényeket tárolóedényben, alkoholban tároltuk (azonosítószámmal és az ürítés időpontját tartalmazó cédulával együtt).

3.3. A vizsgált változók

A kutatás során a csapdába esett futóbogarakat faji szintig azonosítottuk és irodalmi adatok alapján habitat-affinitásuk szerint csoportokba soroltuk (erdei élőhelyekre, nyílt élőhelyekre jellemző és generalista fajok). Az elemzések során az összfajszámot és az egyes habitat-affinitású csoportokba tartozó fajok számát, továbbá az erdei élőhelyekre, a nyílt élőhelyekre jellemző és a generalista fajok összfajszámhoz viszonyított arányát vizsgáltuk.

Valamennyi csapdázott futóbogár testméretét milliméteres pontossággal meghatároztuk és az egyes élőhelyekre jellemző futóbogár együttes testméret-eloszlását az alábbi függvényekkel jellemeztük:

(1) Ferdeség, melyet az alábbi módon fejezhetünk ki:

$$g = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^3}{n \cdot s^3}$$

ahol n az egyedek száma, x_i az i -edik egyed testmérete, \bar{x} az átlagos testméret és s a testméret szórása. Szimmetrikus eloszlás esetén a ferdeség nulla, azaz $g = 0$. Aszimmetrikus eloszlásnál, ha a nagyobb méretű egyedek dominálnak, akkor a ferdeség negatív értéket ad, míg pozitív értékű ferdeség a kisebb testméretű egyedek túlsúlyát jelzi.

(2) Robosztus ferdeség. Mivel a ferdeség értékét a kiugró értékek erőteljesen befolyásolják, ezért Brys et al. (2004) javasolta a robusztus ferdeség használatát. A robusztus ferdeség számításához először az adatokat növekvő sorrendbe rendezzük, azaz $x_{[1]} \leq x_{[2]} \leq \dots \leq x_{[n]}$, majd legyen az adatok mediánja $\text{med}(X_n)$, amely az alábbi módon definiált:

$$\text{med}(X_n) = \begin{cases} (x_{[n/2]} + x_{[n/2+1]})/2, & \text{ha } n \text{ páros} \\ x_{[(n+1)/2]}, & \text{ha } n \text{ páratlan.} \end{cases}$$

Ezután a robosztus ferdeséget az alábbi képlet segítségével számíthatjuk:

$$MC_n = \text{med} \left\{ h(x_{[i]}; x_{[j]}) ; x_{[i]} \leq \text{med}(X_n) \leq x_{[j]} \right\} ,$$

ahol a h függvény az alábbi módon definiált:

$$h(x_{[i]}; x_{[j]}) = \frac{(x_{[i]} - \text{med}(X_n)) - (\text{med}(X_n) - x_{[j]})}{x_{[i]} - x_{[j]}}$$

valamennyi esetben igaz, hogy $x_{[i]} \neq x_{[j]}$.

(3) Gini koefficiens. A testméret-eloszlásban tapasztalható egyenetlenség grafikus kifejezéséhez tradicionálisan a Lorenz-görbét használják (Sen 1973, Weiner & Solbrig 1984). Az egyedeket testméretük szerint növekvő sorrendbe rendezzük, majd a kumulatív testméret teljes testmérethez viszonyított részesedését ábrázoljuk az egyedek kumulatív részesedésének függvényében. Ha valamennyi egyed azonos méretű, akkor a Lorenz-görbe egy egyenes vonal lesz, amit az egyenletesség vonalának is neveznek. Ha bármilyen egyenetlenség van a testméret-eloszlásban, akkor a Lorenz-görbe az egyenletesség vonala alatt fut. A testméret-eloszlásban tapasztalható egyenetlenséget a Gini-koefficiens segítségével (Gini 1912) kvantifikálhatjuk, amely az egyenletesség vonala és a Lorenz-görbe közötti terület és az egyenletesség vonala alatti teljes terület hányadosa. A Gini-koefficiens a növekvő sorrendbe rendezett testméret adatok felhasználásával is számítható (Dixon et al. 1987):

$$G = \frac{\sum_{i=1}^n (2i - n - 1) \cdot x_{[i]}}{n^2 \cdot \bar{x}}$$

ahol n az egyedek száma, $x_{[i]}$ a növekvő sorrendbe rendezett testmérete az i -edik egyednek és \bar{x} az átlagos testméret. Az így kiszámított értéket meg kell szorozni $n/(n-1)$ -gyel, hogy a koefficiens torzítatlan becslését kapjuk (Glasser 1962). A Gini-koefficiens értéke nullától (ha valamennyi egyed azonos méretű) egyig (egy olyan hipotetikus együttes, ahol egy kivételével az összes egyed nulla méretű) változik. Azonban kimutatták (Weiner & Solbrig 1984, Shumway & Koide 1995, Damgaard & Weiner 2000), hogy a különböző Lorenz-görbével jellemezhető együttesek (azaz a testméret-eloszlásban jelentkező különböző egyenetlenségű együttesek) Gini-koefficiens értéke egyező lehet.

(4) Lorenz aszimmetria koefficiens. A Lorenz-görbében tapasztalható aszimmetria és egyenetlenség pontos meghatározásához Damgaard & Weiner (2000) javasolta a növekvő sorrendbe rendezett testméret adatokból számítható Lorenz aszimmetria koefficienst (S):

$$S = F(\hat{x}) + L(\hat{x}) = \frac{m + \delta}{n} + \frac{L_m + \delta x_{m+1}^*}{L_n} ,$$

ahol

$$\delta = \frac{\bar{x} - x_m^*}{x_{m+1}^* - x_m^*}$$

és \bar{x} az átlagos testméret, m azoknak az egyedeknek a száma, amelyek testmérete kisebb, mint \bar{x} , L_m az átlagos testméretnél kisebb méretű egyedek kumulatív testmérete és L_n valamennyi egyed kumulatív testmérete. Ha $S=1$, akkor az együttes Lorenz-görbéje szimmetrikus, míg ettől eltérő értékek aszimmetrikus görbét jeleznek. Ha $S>1$, akkor az együttest testméret-eloszlásában tapasztalható egyenetlenséget főleg a nagyobb méretű egyedek okozzák, melyek aránytalanul nagymértékben járulnak hozzá az együttest kumulatív testméretéhez. Ha $S<1$, akkor az együttest testméret-eloszlásában kimutatott egyenetlenséget a nagyszámban jelenlévő kisméretű egyedek okozzák (Damgaard & Weiner 2000).

A talajcsapdázáson kívül vizsgáltuk azokat a környezeti változókat is, amelyek fontosak lehetnek a talajon mozgó futóbogarak térbeli eloszlásának szempontjából. Így mértük a

talajhőmérsékletet 2 centiméter mélységben, a talajfelszín hőmérsékletét és relatív páratartalmát, becsültük továbbá a lomblevelekből álló avarréteg-, a lágyszárú növények, a cserjék és a lehullott faágak borítását, a lombkoronaszint záródását, továbbá tanulmányoztuk a futóbogarak lehetséges táplálékforrásának mennyiségét is. A lehetséges zsákmányállatok csoportját azok az állatok alkotják, amelyek a futóbogarakon kívül szintén a talajcsapdába estek. Mivel ezek az állatok is a talajfelszínen mozognak, így a futóbogarak szempontjából potenciális táplálékforrásnak tekinthetjük őket.

4. A kutatás eredményei

4.1. Futóbogarak közösségi szintű változásai

A talajcsapdák szintjén végzett ismétléses beágyazott varianciaanalízis (a mintavételi helyek vannak beágyazva a mintavételi területekbe és az ismétlést a három vizsgálati év jelenti) eredményei azt mutatják, hogy a csapdánkénti összfajszám a városon kívüli élőhelyen volt a legmagasabb, majd ezt követte a városi és a külvárosi élőhelyen tapasztalt érték, azonban a különbségek nem szignifikánsak. Az erdei élőhelyekre jellemző futóbogarak csapdánkénti fajszáma szignifikánsan csökkent a városon kívüli élőhelytől a városi élőhely felé haladva. A nyílt élőhelyekre jellemző futóbogarak csapdánkénti fajszáma szignifikánsan magasabb volt a városi élőhelyen. A generalista futóbogarak csapdánkénti fajszáma a városi élőhelyen volt a legmagasabb, de a különbségek nem voltak szignifikánsak. Az erdei élőhelyekre jellemző futóbogarak fajszámának összefajszámhoz viszonyított aránya a városon kívüli és a külvárosi élőhelyen szignifikánsan magasabb volt a városi élőhelyen tapasztalt értéknél. A nyílt élőhelyekre jellemző futóbogarak fajszámának összefajszámhoz viszonyított aránya a városi élőhelyen szignifikánsan magasabb volt, mint a másik két élőhelyen. A generalista futóbogarak összefajszámhoz viszonyított aránya a városi élőhelyen volt a legmagasabb, de ez a különbség sem volt szignifikáns.

A kapott eredmények bizonyítják, hogy az urbanizáció az erdei élőhelyekre jellemző futóbogarakra fejti ki a legkedvezőtlenebb hatást. Ezek a fajok igénylik a zavartalan erdei élőhelyekre jellemző feltételeket (speciális mikroklíma, holt és korhadó faanyag jelenléte, jelentős lombavar, lágyszárú és cserje borítás) és az urbanizációval együtt járó élőhely-átalakító folyamatok éppen ezeket a zavartalan élőhelyeket szüntetik meg vagy változtatják meg jelentősen, hozzájárulva ezzel az erdei élőhelyekre jellemző futóbogarak fajszámának és közösségben betöltött szerepének csökkenéséhez. Ugyanakkor az urbanizációval együtt járó élőhely-átalakító folyamatok a generalista és nyílt élőhelyekre jellemző futóbogarak fajszámának és közösségben betöltött szerepének növekedését okozza, ugyanis a generalista fajok könnyen kolonizálják az átalakított, zavart élőhelyeket, valamint a városi élőhelyen a parkszerűen kezelt erdőfoltokban kialakult nyitottabb élőhelyfoltokat a környező nyílt élőhelyek (természetes és természetközeli gyepek, mezőgazdasági területek) fajai is gyorsan kolonizálják. Mindez felhívja a figyelmet arra, hogy az urbanizációval együtt járó zavarásra a különböző habitat-affinitású fajok eltérően reagálnak. Az urbanizáció által okozott élőhely-átalakítás és zavarás az erdei élőhelyekre jellemző fajokat szűkebb tolerancia tartományuk miatt kedvezőtlenül érinti, míg a generalista és a nyílt élőhelyekre jellemző fajoknak kedvez. A fenti eredmények alapján az összefajszám vizsgálata nem a legalkalmasabb mérőszám az urbanizációval együtt járó zavarás kimutatására, ugyanis ökológiai igényüktől függően bizonyos fajok előtérbe kerülhetnek, míg mások háttérbe szorulhatnak, ezért a különböző habitat-affinitású fajokat külön kell elemezni, egyébként az alapvető ökológiai mintázatok rejtve maradhatnak.

Vizsgálataink eredményeire alapozva javasolható, hogy a városi élőhelyeken is szabadon érvényesülni kell hagyni az erdőállományokban a természetes folyamatokat,

amelyek hozzájárulnak az élőhelyek minél nagyobb fokú heterogenitásához és ezzel elősegítik a minél változatosabb élővilág fenntartását.

4.2. A közösségi jellemzőkben bekövetkezett változásokat magyarázó környezeti változók

Az urbanizáció hatása a vizsgált környezeti változókban is megfigyelhető, ugyanis a városi élőhelyen a talaj és a talajfelszín hőmérséklete szignifikánsan magasabb volt, mint a másik két élőhelyen, a külvárosi élőhelyen a levegő relatív páratartalma, az avarréteg és a cserjék borítása volt szignifikánsan a legmagasabb, míg a városon kívüli élőhelyen a lehullott és korhadó faanyag mennyisége, a lágyszárúak borítása és a potenciális táplálékállatok mennyisége volt szignifikánsan a legmagasabb.

A vizsgált környezeti változók és az össz fajszám, illetve a különböző élőhely-affinitású futóbogarak (erdei élőhelyekre jellemző, nyílt élőhelyekre jellemző és generalista futóbogarak) fajszáma és össz fajszámhoz viszonyított aránya közötti lineáris regresszióanalízis eredményei megerősítik, hogy a közösségi jellemzőkben bekövetkezett változások szoros kapcsolatban állnak az élőhely stabilitását és zavartalanságát jellemző környezeti változókkal.

Az össz fajszámot az egyik évben csak a lehetséges zsákmányállatok mennyisége befolyásolta szignifikánsan (pozitívan), utalva arra, hogy a ragadozó, illetve vegyes táplálkozású futóbogarak a kedvező táplálékellátottságú helyen aggregációra hajlamosak (Guillemain et al. 1997, Fournier & Loreau 1999).

Az erdei élőhelyekre jellemző futóbogarak számát és azok össz fajszámhoz viszonyított arányát mindhárom évben egyaránt pozitívan és szignifikánsan befolyásolta a lombavarréteg borítása, a lehullott és korhadó faanyag mennyisége és a lágyszárúak borítása és a három vizsgált évből kettőben a potenciális táplálékállatok mennyisége. A jelentős lombavar és lehullott és korhadó faanyag borítás zavartalan, természetes erdei élőhelyre utal, s kiváló feltételeket biztosít az erdei élőhelyekre jellemző futóbogarak számára a predátorok előli elrejtőzéshez, a nyári nyugalmi állapothoz, átteleléshez és a peték és lárvák fejlődéséhez. A lágyszárúak magas borítása egyrészt a talajfelszínen egyenletesebb mikroklíma kialakulását eredményezheti, ami kedvező a hűvösebb, nedvesebb mikrohelyeket kedvelő erdei élőhelyekhez kötődő futóbogarak számára, másrészt a lágyszárú növényeken táplálkozó gerinctelen állatok potenciális táplálékállatai lehetnek a ragadozó és vegyes táplálkozású erdei futóbogaraknak, hozzájárulva ezzel a kedvező táplálékellátottságú mikroélőhelyeken való aggregációhoz (Guillemain et al. 1997, Fournier & Loreau 1999).

Sem a generalista futóbogarak fajszámát, sem a generalista fajok közösségbeli részesedését (fajszámuk össz fajszámhoz viszonyított arányát) nem befolyásolta szignifikánsan egyetlen tanulmányozott változó sem a vizsgált években. Ezt azzal magyarázhatjuk, hogy az egyes generalista fajok térbeli eloszlását leginkább azok autökológiai igényei határozzák meg, amelyek eltérőek lehetnek, így az összes generalista fajt együttesen elemezve nem mutatható ki szignifikáns összefüggés fajszámuk, közösségbeli részesedésük és a vizsgált környezeti változók között.

A nyílt élőhelyekre jellemző futóbogarak számát és azok össz fajszámhoz viszonyított arányát mindhárom évben egyaránt szignifikánsan negatívan befolyásolta a lombavarréteg borítása, a lehullott és korhadó faanyag mennyisége és a lombkoronaszint záródása. A lombkoronaszint mérsékelt, csökkenő záródása nyíltabb, napfényesebb mikroélőhelyek kialakulásához vezet, hozzájárulva ehhez a nyílt élőhelyekre jellemző fajok kolonizációjához. A jelentős lombavarréteg borításnak és a nagy mennyiségű lehullott és korhadó faanyag mennyiségnek a nyílt élőhelyhez kötődő fajok sokféleségére gyakorolt negatív hatása várható, ugyanis ezek a fajok nem alkalmazkodtak az ilyen tulajdonságokkal rendelkező élőhelyekhez (Guillemain et al. 1997).

A fenti eredmények azt mutatják, hogy az emberi hatások jelentősen befolyásolják a vizsgált élőhelyek futóbogár közösségeit, sőt a természetes folyamatoktól lényegesen

különböző beavatkozások (erőteljes gyérítés, bokrok és cserjék kiirtása, elhalt fák eltávolítása) teljesen átalakítják az adott élőhelyre jellemző futóbogár közösséget.

4.3. Futóbogarak testméret-eloszlásának változásai

A közösséget alkotó fajok egyedeinek testméret-eloszlásának vizsgálata során megállapítható, hogy mindhárom vizsgálati évben a ferdeség és a robusztus ferdeség átlagos értékei a városi élőhelyen voltak a legmagasabbak, jelezve a kis testméretű egyedek dominanciáját, azonban ezek a különbségek ismétléses beágyazott varianciaanalízissel elemezve nem voltak statisztikailag szignifikánsak. Állatpopulációk, illetve állatközösségek testméret-eloszlásában tapasztalható egyenetlenségek és/vagy aszimmetriák kimutatására eddig csupán a ferdeség értékét használták (Gregory 2000, Kozłowski & Gawelczyk 2002, Knouft, 2004). Kutatásunk során az alkalmazott módszereket kiterjesztettük és két, állatok esetén eddig még nem alkalmazott módszerrel (Gini-koefficiens és Lorenz aszimmetria koefficiens) is teszteltük a futóbogarak testméret-eloszlását.

A Gini-koefficiens értéke mindhárom évben fokozatosan növekedett a városon kívüli élőhelytől a városi élőhely felé, utalva arra, hogy a testméret-eloszlásokban tapasztalható egyenetlenség az enyhén zavarított élőhelytől az erősen zavarított élőhely felé haladva növekszik. Azonban ezek a különbségek nem voltak szignifikánsak.

A Lorenz aszimmetria koefficiens értéke viszont szignifikánsan nagyobb volt mindhárom évben az enyhén zavarított városon kívüli, mint a másik két élőhelyen, jelezve a testméret-eloszlásban tapasztalható jelentős egyenetlenségeket és/vagy aszimmetriákat a gradiens mentén. A kimutatott szignifikáns különbséget elsősorban a városon kívüli élőhelyen tenyésztő több, nagyobb méretű futóbogár okozza. Számos korábbi vizsgálat igazolta, hogy az erősen zavarított területeken a kisebb testméretű, jól kolonizáló futóbogár fajok vannak túlsúlyban, míg a kevésbé zavarított élőhelyeken a nagyobb méretű fajok dominálnak (Blake et al. 1994, Grandchamp et al. 2000, Magura et al. 2002). A futóbogarak talajban élő lárvái gyengén kitinizáltak és kevésbé mobilisak és így érzékenyebbek a változó körülményekre, mint az imágók (Lövei & Sunderland 1996). A zavarások gyakran kedvezőtlen feltételeket teremtenek és ennek hatására a lárvák és imágók denzitása lecsökken (Thorbeck & Bilde 2004), ami a fajok lokális kihalásához vezethet. A kisméretű fajokat kevésbé érinti a zavarás által kiváltott mortalitás, ugyanis denzitásuk általában nagyobb, mint a nagyméretű fajoké (Luff 2002), így a lokális kihalásuk valószínűsége kisebb. Továbbá, a kisméretű fajok gyakrabban szárnyasak, mint a nagyobb méretű fajok (Ribera et al. 2001), így a kisméretű fajok vagilisabbak és könnyebben kolonizálják a zavarított élőhelyeket (Thiele 1977). A kisebb méretű fajoknak ezenkívül kevesebb forrásra van szükségük és/vagy egyedfejlődésük is gyorsabb, mint a nagyobb méretű fajoké (Peters 1983). A nagyobb méretű futóbogár fajok lárvái hosszabb ideig fejlődnek és ez sokkal érzékenyebbé teszi őket a zavarásokkal szemben (Kotze & O'Hara 2003). A vizsgált urbanizációs gradiens mentén a zavarás a városi élőhelyen (aszfaltozott sétányok, cserjék ritkítása, intenzív park-gondozás) volt a legnagyobb, mérsékelt volt a külvárosi élőhelyen (kidőlt fák eltávolítása) és alacsony volt a városon kívüli élőhelyen. Az urbanizációval együtt járó zavarások úgy tűnik, hogy a nagytestű, erdőkre jellemző futóbogarak számára kedvező mikroélelőhelyeket megszüntetnek és relatíve homogén, a kis testméretű és röpképes futóbogarak által előzölött habitatokat hoznak létre. Eredményeink azt mutatják, hogy az urbanizációval együtt járó élőhely-átalakítások hatására a futóbogarak testméret-eloszlásában is jelentős változások zajlanak le, amelyet a gyakran használt jellemzők közül csak Lorenz aszimmetria koefficiens jelez megbízhatóan.

5. A pályázat szakmai-elméleti-gyakorlati haszna

Kutatásunk eredményei hasznos információval szolgálnak arra a kérdésre vonatkozóan, hogy a fokozódó antropogén hatások hogyan befolyásolják, alakítják át az adott erdőtípusra jellemző futóbogár közösségeket. Eredményeink szerint egyrészt a városon kívüli, legtermészetesebb és legheterogénebb élőhelyen a legmagasabb a rendkívül érzékeny, erdei élőhelyekre jellemző futóbogarak száma és közösségbeli részesedése. Másrészt a legkevésbé természetes, parkerdőszerűen kezelt városi élőhelyen a kistermetű és röpképes futóbogarak vannak a legnagyobb mennyiségben jelen, ami az élőhely instabilitását jelzi. Ugyanis a kisméretű és röpképes futóbogarak képesek csak a gyorsan változó élőhelyet benépesíteni. Az ilyen instabil élőhelyről pedig az idős homoki tölgyesre, mint stabil élőhelyre jellemző fajok teljesen eltűnhetnek, ami természetvédelmi szempontból kedvezőtlen hatású. Mindez arra hívja fel a szakemberek és a döntéshozók figyelmét, hogy az erdőállományokban szabadon érvényesülni kell hagyni a természeti folyamatokat, amelyek hozzájárulnak az élőhelyek minél nagyobb fokú heterogenitásához és ezzel elősegítik a minél változatosabb élővilág fenntartását.

6. Hivatkozott irodalmak

Blake, S., Foster, G. N., Eyre, M. D., & Luff, M. L. (1994): Effects of habitat type and grassland management practices on the body size distribution of carabid beetles. *Pedobiologia*, 38: 502-512.

Brys, G., Hubert, A., & Struyf, A. (2004): A robust measure of skewness. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 13: 996-1017.

Damgaard, C., & Weiner, J. (2000): Describing inequality in plant size or fecundity. *Ecology*, 81: 1139-1142.

Dixon, P. M., Weiner, J., Mitchell-Olds, T., & Woodley, R. (1987): Bootstrapping the Gini coefficient of inequality. *Ecology*, 6: 1548-1551.

Fournier, E., & Loreau, M. (1999): Effects of newly planted hedges on ground-beetle diversity (Coleoptera, Carabidae) in an agricultural landscape. *Ecography*, 22: 87-97.

Gini, C. (1912): Variabilita e mutabilita. In: Pizzetti, E. & Salvemini, T. (eds.): *Memorie di metodologica statistica*. Rome, Italy, Eredi Virgilio Veschi, pp. 211-382.

Glasser, G. J. (1962): Variance formulas for the mean difference and coefficient of concentration. *Journal of the American Statistical Association*, 57: 648-654.

Grandchamp, A. C., Niemelä, J., & Kotze, J. (2000): The effects of trampling on assemblages of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in urban forests in Helsinki, Finland. *Urban Ecosystems*, 4: 321-332.

Gregory, R. D. (2000): Abundance patterns of European breeding birds. *Ecography*, 23: 201-208.

- Guillemain, M., Loreau, M., & Daufresne, T. (1997): Relationships between the regional distribution of carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and the abundance of their potential prey. *Acta Oecologica*, 18: 465-483.
- Knouft, J. H. (2004): Latitudinal variation in the shape of the species body size distribution: An analysis using freshwater fishes. *Oecologia*, 139: 408-417.
- Kotze, D. J., & O'Hara, R. B. (2003): Species decline - But why? Explanations of carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) declines in Europe. *Oecologia*: 13, 138-148.
- Kozłowski, J., & Gawelczyk, A. T. (2002): Why are species' body size distributions usually skewed to the right? *Functional Ecology*, 16: 419-432.
- Lövei, G. & Sunderland, K. D. (1996): Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Annual Review of Entomology*, 41: 231-256.
- Luff, M. L. (2002): Carabid assemblage organisation and species composition. In J. M. Holland (Ed.), *The agroecology of carabid beetles* (pp. 41-79). Andover, UK: Intercept.
- Magura, T., Elek, Z., & Tóthmérész, B. (2002): Impacts of non-native spruce reforestation on ground beetles. *European Journal of Soil Biology*, 38: 291-295.
- McDonnell M. J., Pickett S. T. A., Groffman P., Bohlen P., Pouyat R. V., Zipperer W. C., Parmelee R. W., Carreiro M. M. & Medley K. (1997): Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient. *Urban Ecosystems*, 1: 21-36.
- McIntyre NE. 2000. Ecology of urban arthropods: A review and a call to action. *Annals of the Entomological Society of America*, 93: 825-835.
- Niemelä J. (1999): Ecology and urban planning. *Biodiversity and Conservation*, 8: 119-131.
- Peters, R. H. (1983): *The ecological implications of body size*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Rebele, F. (1994): Urban ecology and special features of urban ecosystems. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 4: 173-187.
- Ribera, I., Dolédec, S., Downie, I. S., & Foster, G. N. (2001): Effect of land disturbance and stress on species traits of ground beetles assemblages. *Ecology*, 82: 1112-1129.
- Samways, M. J. (1994): *Insect conservation biology*. Chapman and Hall, London.
- Sen, A. (1973): *On economic inequality*. Clarendon, Oxford.
- Shumway, D. L. & Koide, R. T. (1995): Size and reproductive inequality in mycorrhizal and nonmycorrhizal populations of *Abutilon theophrasti*. *Journal of Ecology*, 83: 613-620.
- Thiele, H. U. (1977): *Carabid beetles in their environments*. Springer, Berlin.

Thorbek, P., & Bilde, T. (2004): Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management. *Journal of Applied Ecology*, 41: 526-538.

Weiner, J., & Solbrig, O. T. (1984): The meaning and measurement of size hierarchies in plant populations. *Oecologia*, 61: 334-336.